第47卷 第4期
2024年4月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 47 No. 4
Apr. 2024

塔里木河干流生态系统变化与生态效益分析

胡瑞媛， 畅建霞， 郭爱军， 王义民

（西安理工大学西北旱区生态水利国家重点实验室，陕西 西安 710048）

摘 要： 以提取1990—2020年植被覆盖度、遥感生态指数、人类干扰指数等遥感生态指标来反映塔里木河干流生态输水工程实施前后，生态状况变化趋势。将遥感生态指标作为驱动因子，提出一种改进的生态系统服务价值计算法，量化供给、调节、支持、文化功能的生态系统服务价值，分析各功能间权衡和协同效应的动态演变关系，对1990—2020年累积生态效益进行估算。结果表明：（1）生态输水以来，干流有近1/3的区域植被覆盖度增加，较低、中、较高、高植被覆盖度面积占比分别增加17%、5%、2%、2.9%。（2）上游生态系统服务价值先增加后渐趋稳定，中、下游生态系统服务价值先增加后减小再增加，表明中、下游对生态输水的响应存在一段滞后期，且受来水水量影响较大。（3）调节和支持功能之间存在协同效应，供给与调节和支持功能之间存在权衡效应。（4）生态输水后期，干流上、中、下游累积生态效益均表现出"边际效益递减规律"，据此从生态修复角度出发，给出断面年径流量的适宜范围，上游不超过42.5×10^8 m^3，中游不超过21.5×10^8 m^3，下游不超过3.5×10^8 m^3。研究结果可为优化生态水水量配置提供科学指导。

关 键 词： 生态输水工程；生态系统服务；生态效益；塔里木河

文章编号： 1000－6060(2024)04－0622－12(0622～0633)

工业化、城市化进程的迅猛发展导致人地矛盾愈演愈烈，引发资源紧缺、环境污染、气候变暖、土地退化、生物多样性丧失等一系列生态环境问题。国际上，早在20世纪中叶已有国家实施生态工程来应对生态问题[1-2]。20世纪70年代，我国开始实施如"三北"防护林工程、退耕还林还草工程、生态输水工程等[3]。目前，生态修复已经上升为国家战略，2017年，党的十九大提出生态保护修复职责。2020年，国家发展改革委、自然资源部联合印发《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021—2035年）》，是从国家层面统筹生态保护与修复的综合性规划[4]。截至2021年全球生态恢复和保护面积已接近陆地总面积的17%[5]。生态修复和保护工程在一定程度上实现了污染治理、土壤保持、生物多样性恢复等生态目标。但有学者对全球两百多个生态恢复案例分析发现，仅有1/3的生态系统得到了有效恢复，仍有许多生态工程未达到预期效果[6]。对生态工程进行效益评估，能够全面及时地把握生态修复成效及存在的问题，有助于适时为管理决策者提供调整策略。

生态工程能否取得预期成效，很大程度上取决于资源投入与开发强度的适宜性[7-8]。资源投入产生效益的多少往往与生态工程所处的开发阶段有关，根据经济学中"边际效益递减规律"[9]，生态工程从实施初期至后期，每增加单位立方米水资源所产生的生态增量效益呈递减趋势。廖淑敏等[10]对塔里木河流域生态输水的累积生态响应进行研究，结果表明地下水埋深和植被恢复随累积生态输水量的增长性逐渐减弱，且具有一定滞后性。何理等[11]对"引江济巢"水系连通工程综合效应进行评价，结果表明连通效果遵循"边际效益递减规律"且具滞后性。Ling等[12]运用这一规律识别了干旱缺水地区水土资源开发的临界值。对生态工程的累积效益进行计算有助于识别生态工程的实施阶段，适时调

收稿日期： 2023-05-31； **修订日期：** 2023-07-13
基金项目： 国家自然科学基金（U2003204）资助
作者简介： 胡瑞媛（1993-），女，在读博士生，主要从事生态水文等方面的研究. E-mail: hry_3116338@outlook.com
通讯作者： 畅建霞（1974-），女，博士，教授，主要从事水资源系统工程等方面的研究. E-mail: chxiang@xaut.edu.cn

整资源投入与开发策略，以实现资源高效利用与可持续发展。

广义的生态效益指的是生态系统对人类生产生活和环境产生的有益影响和有利效果[13-14]，其内涵是指生态系统中水、土、气、生等生态要素通过能量流动、物质循环和信息传递等生态过程，提供各类生态系统服务功能对人类社会和自然环境产生的积极作用。本研究中生态效益通过生态系统服务价值进行定量计算。生态系统服务价值计算法主要有基于市场理论的价值评估法，基于生态模型和当量因子的物质转换法，能值转换法等[15]。目前塔里木河生态系统服务价值的相关研究大多运用当量因子法，张帅等[16]探讨了生态输水对土地利用以及生态系统服务价值的影响。吝静等[17]揭示了土地利用变化对生态系统服务价值的内在影响机制，提出了各类土地利用最优空间占比格局。白元等[18]分析了土地利用结构变化对生态系统服务功能及价值结构的影响，识别了生态系统服务价值对不同土地利用的敏感性。然而当量因子法在计算生态系统服务价值时，忽略了同种土地利用内生态系统服务价值的空间异质性，因而有学者对其进行了改进。Ling等[12]结合干旱区生态系统的特征，选取植被覆盖度、温度植被干旱指数、人类干扰指数作为生态系统服务价值计算的驱动因子，增强了生态系统服务价值的空间异质性表达。在此基础上，本文进一步将其改进，除考虑将植被覆盖和人类干扰指数作为驱动因子外，引入了遥感生态指数，是从热度、绿度、干度、湿度4个方面对生态状况的综合反映，充分表征水、土、气、热、生等生态因子对生态系统服务价值的影响，提高生态系统服务价值对土地利用变化响应的敏感性。

20世纪70年代，塔里木河下游断流，河岸植被退化，面临土地荒漠化威胁。2000年起，政府部门开展了以生态恢复为目的的生态输水工程[19]。截止到2022年，已实施生态输水23次，塔里木河干流生态发生了极大改变。本研究运用长时间序列（1990—2020年）遥感生态指标，反映塔里木河干流生态输水工程实施前后生态变化状况；运用改进的生态系统服务价值计算法衡量了生态输水工程实施前后，供给、调节、支持、文化四类生态系统服务功能之间的权衡与协同关系的动态变化；通过计算30 a来累积生态效益的变化趋势，为今后生态输水决策提供依据。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

研究区域为塔里木河干流（39°30′~43°08′N，73°10′~94°05′E），全长1321 km[20]，英巴扎、恰拉分别为中、下游分界点（图1）。塔里木河深居内陆，降水稀少，蒸发旺盛，是典型的温带大陆性干旱气候。水资源短缺，生态环境极为脆弱。河流两岸分布有广阔的荒漠河岸林，植被类型主要有胡杨（*Populus euphratica*）、柽柳（*Tamarix chinensis*）、铃铛刺（*Halimodendron halodendron*）、芦苇（*Phragmites australis*）、罗布麻（*Apocynum venetum*）、胀果甘草（*Glycyrrhiza inflata*）等[21]。1970s塔里木河下游断流，河流以东是塔克拉玛干沙漠，以西是库姆塔格沙漠，生态一旦退化，下游将由绿洲变为沙漠，出现不可逆转的局面。生态输水工程自2000年开始实施，主要指通过流域水资源统一管理，增加各源流汇入干流的水量，在多年平均来水条件下，塔里木河干流阿拉尔断面来水量达到$46.5×10^8$ m^3，大西海子断面下泄水量$3.5×10^8$ m^3，水流到台特玛湖。生态输水工程的目的是保护和恢复塔里木河干流上中游林草植被，恢复下游濒危生态[22]。多年以来生态输水缺乏精细化调控方案，输水方式随机且粗放[23]。

1.2 数据来源与处理

研究数据主要来源于遥感数据和实测数据（1990—2020年）。实测数据包括阿拉尔、新其满、英巴扎、乌斯满、恰拉水文站月径流数据。遥感数据被广泛应用于评估大尺度、长时间序列、周期性的生态演变。遥感数据包括植被覆盖度（Fraction of vegetation coverage，FVC），遥感生态指数（Remote sensing ecological index，RSEI）和人类干扰指数（Human disturbance index，HDI）。FVC和RSEI均来源于Landsat影像，空间分辨率为30 m。HDI提取自逐年土地覆被产品[Landsat-derived annual land cover product of China (CLCD), https://zenodo.org/record/5816591][24]，空间分辨率为30 m。

FVC可以反应植被长势和空间分布，通过归一化植被指数（Normalized difference vegetation index，NDVI）计算得出：

$$FVC = (NDVI - NDVI_{soil})/(NDVI_{veg} - NDVI_{soil}) \quad (1)$$

$$NDVI = (NIR - Red)/(NIR + Red) \quad (2)$$

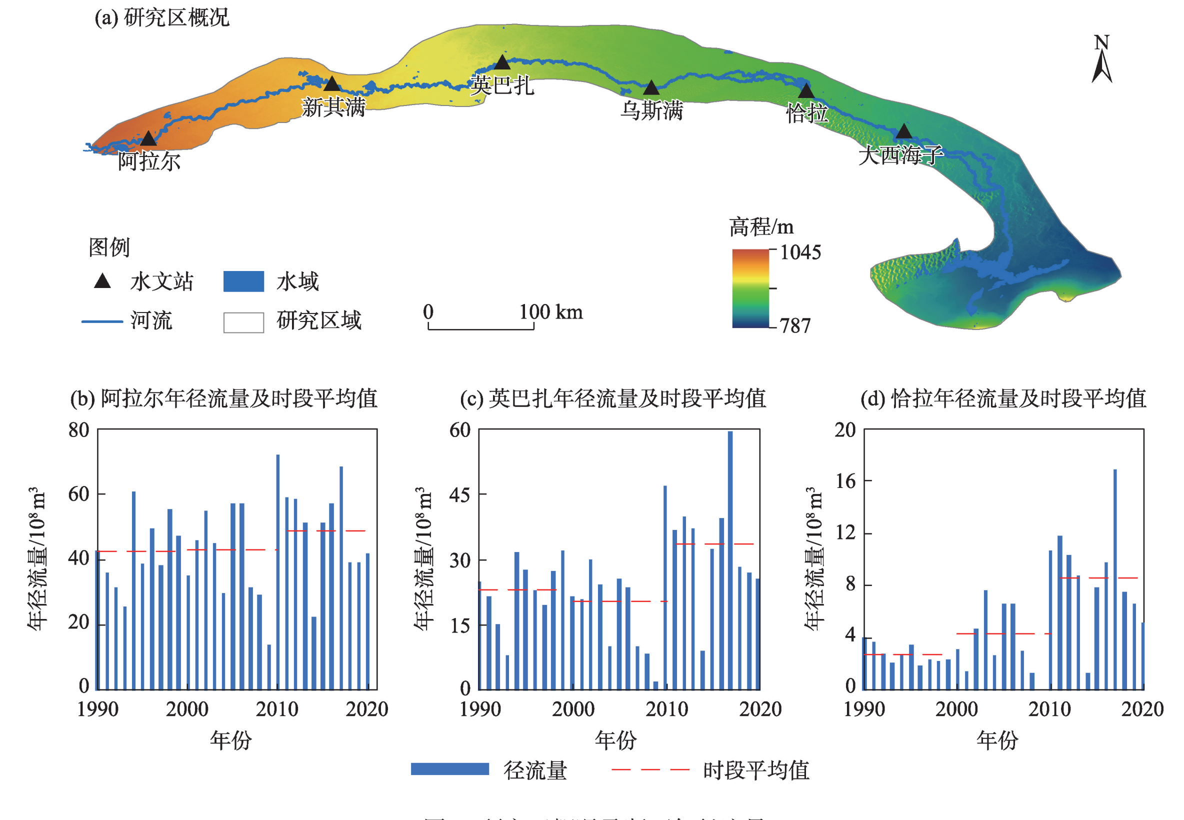


图1 研究区概况及断面年径流量

Fig. 1 Sketch map of the study area and annual runoff of the sections

式中：$NDVI_{soil}$为地表纯裸地（或无植被覆盖）时的最小NDVI值；$NDVI_{veg}$为地表完全植被覆盖时的最大NDVI值；NIR为Landsat影像近红外波段（0.76~0.96 μm）的反射率；Red为Landsat影像红色波段的反射率，波长0.62~0.69 μm。NDVI大于0分类为植被。FVC可分为5个等级：低[0.0, 0.2)，较低[0.2, 0.4)，中等[0.4, 0.6)，较高[0.6, 0.8)，高[0.8, 1.0]。

RSEI是热度、绿度、干度、湿度指数经主成分分析后得到的结果，可以从多个方面反映生态状况，避免了指标之间的相关性以及人为赋权的主观性，多被用于生态质量评估。通过将多个变量的特征光谱空间坐标轴进行旋转，去掉各指标之间的相关性，把主要信息集中于1~2个主成分上，可以实现少数重要变量的多维数据压缩[25]。

$$RSEI = f(T, G, D, W) \tag{3}$$

$$RSEI = f(LST, VI, NDBSI, Wet) \tag{4}$$

式中：T为热度；G为绿度；D为干度；W为湿度；LST为地表温度；VI为植被指数（同NDVI）；NDBSI为干度指数；Wet为湿度分量。

$$LST = T/[1 + (\lambda T/\rho)\ln\varepsilon] \tag{5}$$

$$T = K_2/\ln(K_1/L_6 + 1) \tag{6}$$

$$L_6 = gain \times DN + bias \tag{7}$$

式中：LST为热度指数；λ为Landsat-7 ETM+影像6波段的中心波长（λ=11.45 μm）；ρ取值为1.438×10^{-2} m·K；ε为地表比辐射率，不同地物取值不同，水体为0.99，植被为0.96，其余取值0.92。L_6为Landsat-7 ETM+影像6波段的像元在传感器处的辐射值；DN为像元灰度值；gain和bias为别为6波段的增益值与偏置值，可以从影像头文件获得；T为传感器处温度值；K_1和K_2分别为定标参数；K_1=606.09 W·m^{-2}·sr^{-1}·μm^{-1}，K_2=1282.71 K。

$$NDBSI = (IBI + SI)/2 \tag{8}$$

$$IBI = \{2\rho_5/(\rho_5+\rho_4) - [\rho_4/(\rho_4+\rho_3) + \rho_2/(\rho_2+\rho_5)]\} / \{2\rho_5/(\rho_5+\rho_4) + [\rho_4/(\rho_4+\rho_3) + \rho_2/(\rho_2+\rho_5)]\} \tag{9}$$

$$SI = [(\rho_5+\rho_3) - (\rho_4+\rho_1)]/[(\rho_5+\rho_3) + (\rho_4+\rho_1)] \tag{10}$$

式中：干度指数（NDBSI）由建筑指数（IBI）和土壤指数（SI）合成；ρ_i（i=1, 2, 3, 4, 5, 7）分别为Landsat-7 ETM+影像对应波段的反射率。

$$Wet = 0.2626\rho_1 + 0.2141\rho_2 + 0.0926\rho_3 + 0.0656\rho_4 - 0.7629\rho_5 - 0.5388\rho_7 \tag{11}$$

式中：Wet为湿度指数。

RSEI的值在0~1之间，越接近于1表明生态状况越好，反之越差。RSEI可将生态状况分为5个等级：差[0.0, 0.2)；低[0.2, 0.4)，中[0.4, 0.6)，良[0.6, 0.8)，优[0.8, 1.0]。

HDI用于描述人类活动对区域内不同土地利用成分的干扰强度，可根据土地利用数据计算。CLCD数据集将土地利用分为耕地、林地（乔木）、灌木林地、草地、水域、雪/冰、裸地，建设用地和湿地9类。HDI的计算公式为[26]：

$$\mathrm{HDI}=\sum_{k=1}^{m}A_kP_k/A \tag{12}$$

式中：m为土地利用类型的数量；A_k为土地利用类型k的总面积（km^2）；P_k为土地利用类型k的人为干扰强度参数（耕地、林地、草地、水域、湿地和裸地的参数分别为0.54、0.11、0.24、0.12、0.15和0.08）；A为各类土地利用类型的总面积。结合各类土地利用的人类干扰强度参数，将CLCD土地利用数据集重分为6类：耕地、林地（林地、灌木林）、草地、水域、湿地和裸地（裸地、建设用地、雪/冰）。HDI被分为4个等级：低[0.0, 0.1)，较低[0.1, 0.2)，中等[0.2, 0.3)，高≥0.3，等级越高代表人类干扰强度越大[26]。

1.3 研究方法

1.3.1 改进的生态系统服务价值计算法 改进的生态系统服务价值计算法，在当量因子法计算的基础上[18,27]，综合考虑了FVC、RSEI和HDI因子，避免了同种土地利用内ESV相同的局限性，有效表达了ESV的空间异质信息，增强了对环境变化响应的敏感性。本研究在Costanza等[27]和白元等[18]提出的当量因子法的基础上，结合塔里木河流域实际，确定了6种土地利用、9种生态系统服务价值的当量因子表[18]。

ESV的计算公式如下：

$$\mathrm{ESV}(x)=\sum_{i=1}^{9}\mathrm{ESV}_i(x) \tag{13}$$

式中：$\mathrm{ESV}(x)$为像元x的生态系统服务价值（元）；$\mathrm{ESV}_i(x)$为像元x第i种生态系统服务功能的价值。9种生态系统服务功能分别是大气调节、气候调节、水源涵养、废物处理、水土保持、生物多样性维持、食品供给、原材料供给、娱乐和文化。

$$\mathrm{ESV}_i(x)=\sum_{j=1}^{3}D_{ij}(x)\times\mathrm{EV}_i(x)\times\lambda_j\times A \tag{14}$$

式中：$D_{ij}(x)$为第j个驱动因子的第i种生态系统服务功能的影响系数，取值范围为0~1，各驱动因子的影响系数见表1[12]，3种驱动因子分别是FVC、HDI、

表1 塔里木河干流各驱动因子生态系统服务功能影响系数和权重

Tab. 1 Influence coefficients and weights of ecosystem services for each driving factor in the mainstream of Tarim River

驱动因子	权重	分级	生态系统服务功能								
			调节			支持			供给		文化
			大气调节	气候调控	水源涵养	废物处理	水土保持	生物多样性维持	食物供给	原材料供给	娱乐和文化
植被覆盖度	0.364	0.0~0.1	0.01	0.01	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.10
		0.1~0.3	0.35	0.35	0.25	0.40	0.40	0.20	0.25	0.40	0.30
		0.3~0.5	0.60	0.60	0.55	0.60	0.60	0.50	0.50	0.60	0.55
		0.5~0.7	0.85	0.85	0.85	0.80	0.80	0.85	0.75	0.80	0.80
		0.7~1.0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
人类干扰指数	0.332	0.0~0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.05
		0.1~0.2	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	1.00	1.00
		0.2~0.3	0.85	0.85	0.90	0.75	0.80	0.85	0.75	0.55	0.50
		0.3~0.4	0.65	0.65	0.55	0.80	0.75	0.65	0.85	0.60	0.25
		0.4~1.0	0.40	0.40	0.25	0.75	0.70	0.45	1.00	0.45	0.10
遥感生态指数	0.304	0.0~0.2	0.10	0.10	0.05	0.10	0.10	0.10	0.05	0.05	0.10
		0.2~0.4	0.35	0.35	0.20	0.20	0.30	0.30	0.25	0.25	0.25
		0.4~0.6	0.60	0.60	0.50	0.40	0.60	0.60	0.55	0.55	0.50
		0.6~0.8	0.85	0.85	0.80	0.60	0.90	0.90	0.90	0.90	0.75
		0.8~1.0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

RSEI。 $EV_i(x)$ 为各类土地利用类型第 i 种生态系统服务功能的当量值[17]； λ_j 为第 j 个驱动因子的权重值；A 为栅格分辨率，30 m×30 m。

1.3.2 累积生态效益 累积生态效益是指在一定时间范围内，由于生态保护和恢复措施的实施，生态系统各方面的改善和效益逐渐积累和增加的总体效果。与生态效益相比，累积生态效益关注的是保护和恢复措施对生态系统的长期影响。通过分析累积生态效益随累积断面年径流量的变化趋势，可以判断当前阶段资源投入与开发强度的适宜性。本文运用生态系统服务价值与断面年径流量之比，表征生态效益，将生态效益逐年累加得到累积生态效益，计算公式如下：

$$EB'_i = \sum_{i=1}^{n} \frac{ESV_i}{EWCV_i} \tag{15}$$

式中：EB'_i 为第 i 年的累积生态效益；ESV_i 为第 i 年的生态系统服务价值；$EWCV_i$ 为第 i 年的断面年径流量。 EB'_i 是从第1 a开始累加到第 n 年的生态效益之和。

2 结果与分析

2.1 生态状况时空变化

本研究运用1990—2020年FVC、RSEI、HDI来分析塔里木河干流生态状况时空变化趋势。将研究区域划分为上游、中游、下游3个河段。按照生态输水工程实施阶段，将研究时段划分为3个时段：1990—1999年、2000—2010年和2011—2020年分别代表生态输水工程实施之前、实施前期和实施后期。

塔里木河干流FVC的结果显示（图2），生态输水工程实施之后上、中、下游FVC整体提升。2011年后相较2000年前干流上、中、下游低FVC面积占比分别减少45%、35%、13%，中等以上FVC面积占比分别增加25%、11%、3%。2000年生态输水工程实施以来，干流有近1/3区域FVC提升。

1990—2020年RSEI结果显示（图3），上游生态状况好转，中游表现出下降趋势，下游逐步改善。对比1990—1999年和2011—2020年的RSEI，上游RSEI“良”值区增加了15%。中游RSEI“低”值区增加了10%，“中”值区减少了13%，生态状况有下降趋势。下游各区间面积占比变化不大，与1990—1999年相比，2011—2020年RSEI“良”值区增加2%。生态输水工程导致中游引水量减少[28]，是影响中游生态状况的原因之一（图1）。

HDI时空变化趋势结果显示（图4），1990—2020年上游和中游人类干扰在逐渐增加，下游人类干扰基本稳定。HDI数值越大表明人类活动干扰程度越大。与1990—1999年相比，2011—2020年上游和中游HDI高值区面积占比分别增加了13%和5%。

2.2 生态系统服务价值计算

对干流上、中、下游1990—2020年供给、调节、支持、文化功能生态系统服务价值计算结果进行统计，结果表明，调节和支持功能的价值大于供给和文化功能的价值，调节和支持功能之间存在协同效应，供给与调节、支持功能之间存在权衡效应（图5）。随着生态输水工程的实施，水域面积和植被盖度增加，有利于气候调节、水源涵养、水土保持、生物多样性等调节和支持功能的发挥。塔里木河供给功能主要依靠农田生态系统，农田面积的扩张会导致林草地和裸地等的面积减少，因而供给功能与调节和支持功能之间呈权衡效应。为了尽可能地发挥各类生态系统服务功能的效益，需要协调各类土地利用的面积。

总体而言，生态系统服务价值上游最大，其次是中游和下游。1990—2020年上游各类生态系统服务价值呈先增加后稳定趋势。中游1990—1999年、2000—2010年、2011—2020年各类生态系统服务价值呈先增加，后缓慢减少，再逐渐递增趋势。下游1990—1999年生态系统服务价值变化不大，2000—2010年呈先增加后减少趋势，2011—2020年逐渐递增。表明生态输水工程实施之后，上游生态系统服务价值先增加后渐趋稳定，中下游生态系统服务价值对生态输水的响应存在一段滞后期，且受来水水量影响较大[29]（图1）。

2.3 生态效益分析

图6a~c表明生态系统服务价值变化趋势与断面年径流量变化趋势基本一致，生态系统服务价值随年径流量同步增减。上、中游生态系统服务价值先增加后稳定，下游生态系统服务价值波动上升。上、中游生态系统服务价值不会随着生态输水工程的实施持续上升，上升到一定程度之后增速减慢趋于稳定，表明生态系统对生态输水的响应存在阈值。2018—2020年下游生态输水水量减少而生态系统服务价值持续增加，表明生态输水对于生态恢

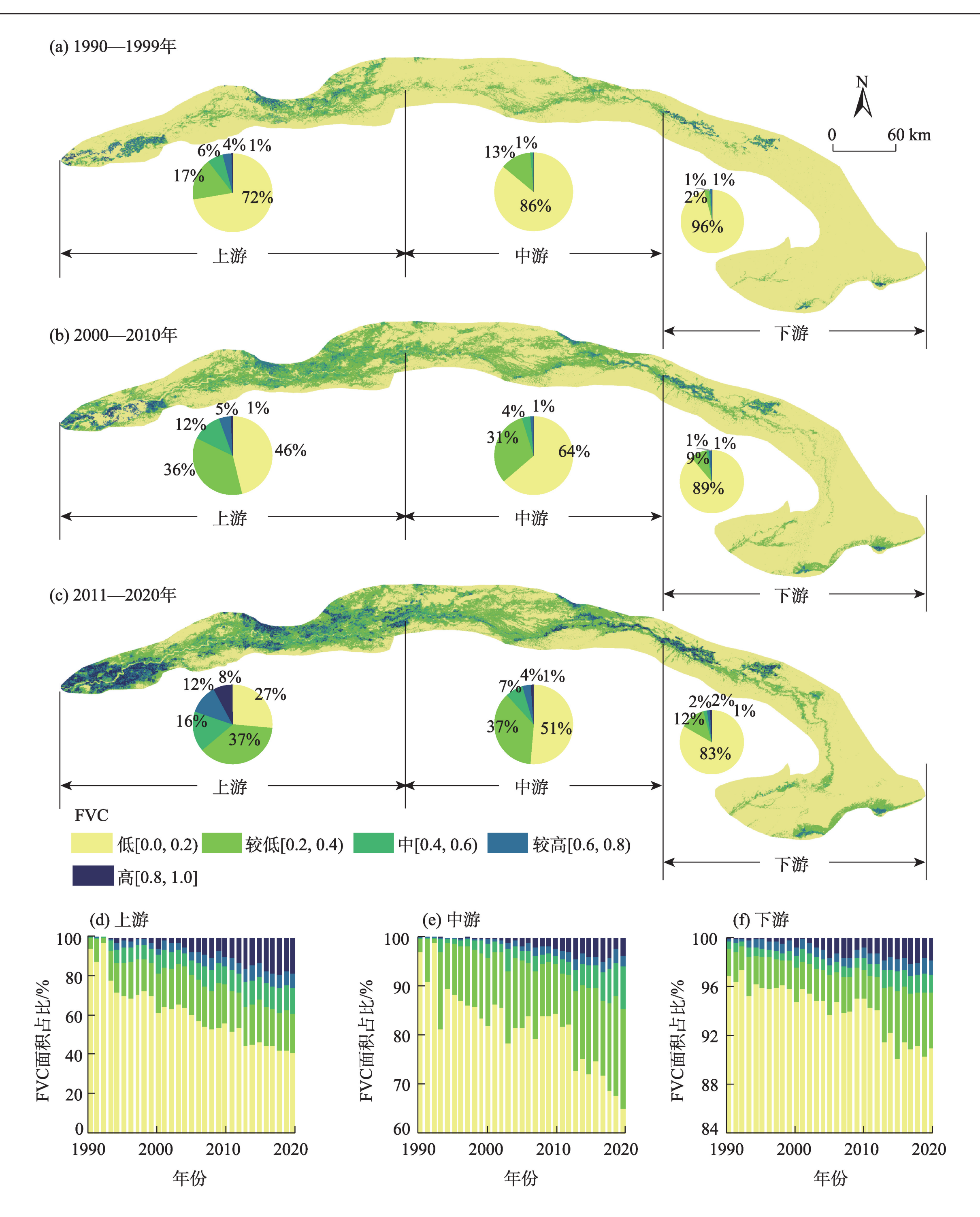


图2 塔里木河干流植被覆盖度(FVC)及其面积占比

Fig. 2 Fraction of vegetation coverage and area proportion of the mainstream of Tarim River

复具有累积效应。

图6d~f散点图表示的是累积生态效益，柱状图表示的是累积断面年径流量。生态输水之后，上、中、下游累积生态效益递增速率(k=2.83，k=4.11，k=8.91)均大于生态输水之前(k=1.66，k=2.58，k=8.77)，表明生态输水后流域生态恢复效果显著。生态输水后期上、中、下游累积生态效益递增速率逐渐趋缓，而这一时期累积径流量递增速率加快，表明随着生态输水的持续进行，生态输水工程所产生的生态效益不会持续递增，而是存在一定的阈值[12,29-30]，这一现象符合经济学中的“边际效益递减规律”。生态输水进行到一定阶段之后，单位立方米水所产

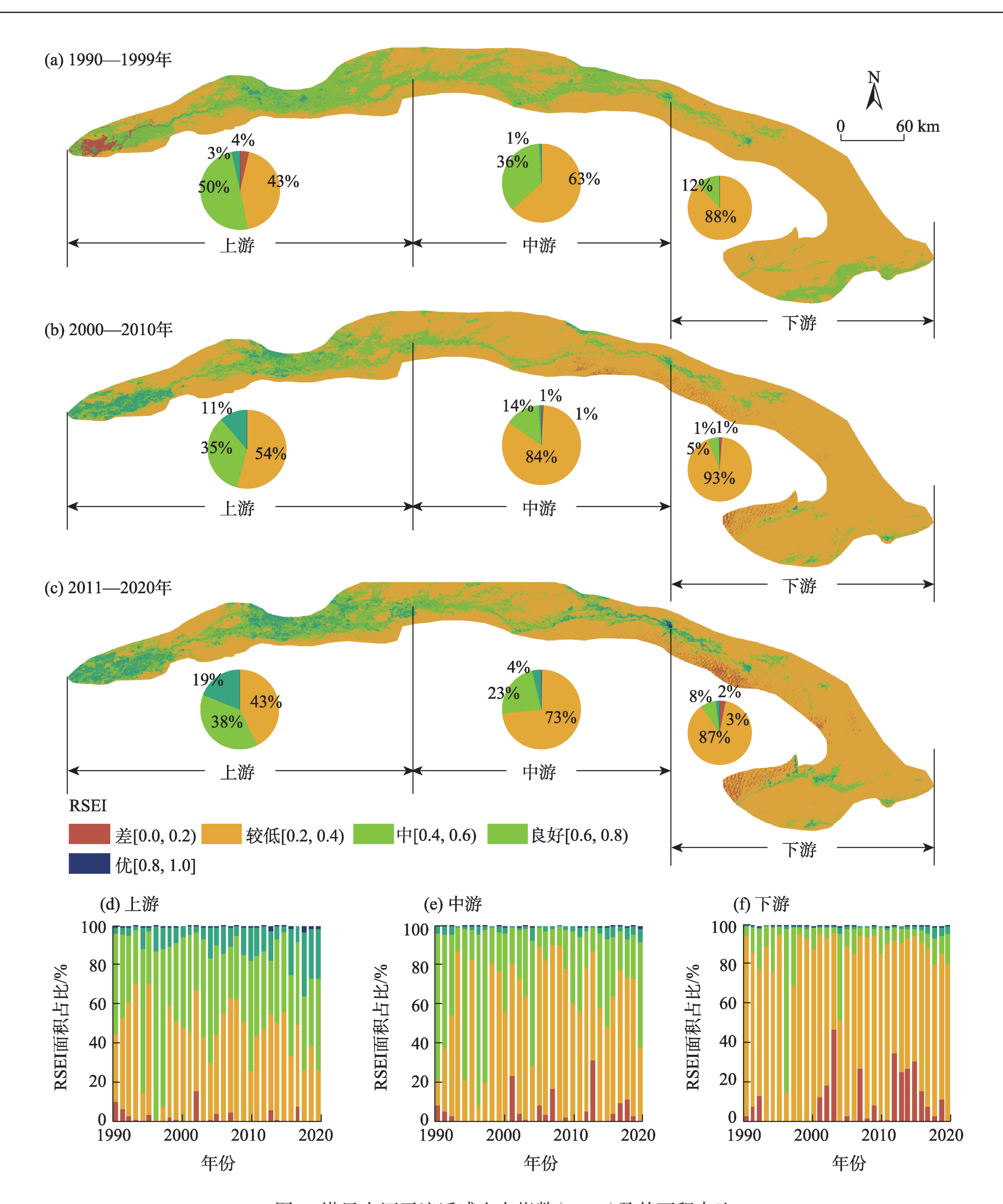


图3 塔里木河干流遥感生态指数(RSEI)及其面积占比

Fig. 3 Remote sensing ecological index and area proportion of the mainstream of Tarim River

生的生态效益将不再递增,因此可以将输水水量控制在一定区间内。根据累积生态效益转折点出现的时间,对断面年径流量的适宜范围建议如下,上游不超过42.5×10⁸ m³、中游不超过21.5×10⁸ m³、下游不超过3.5×10⁸ m³。与此同时,在输水总量一定时,充分保证植被萌芽期的生态需水,结合不同生态功能区的恢复目标,确定不同来水频率下的生态供水轮灌规则,从而实现生态输水的精细化调配和植被恢复"提质增量"的目的[20,23,31]。

3 结 论

(1) 本文基于1990—2020年遥感影像提取FVC、RSEI、HDI,分析塔里木河干流生态状况时空

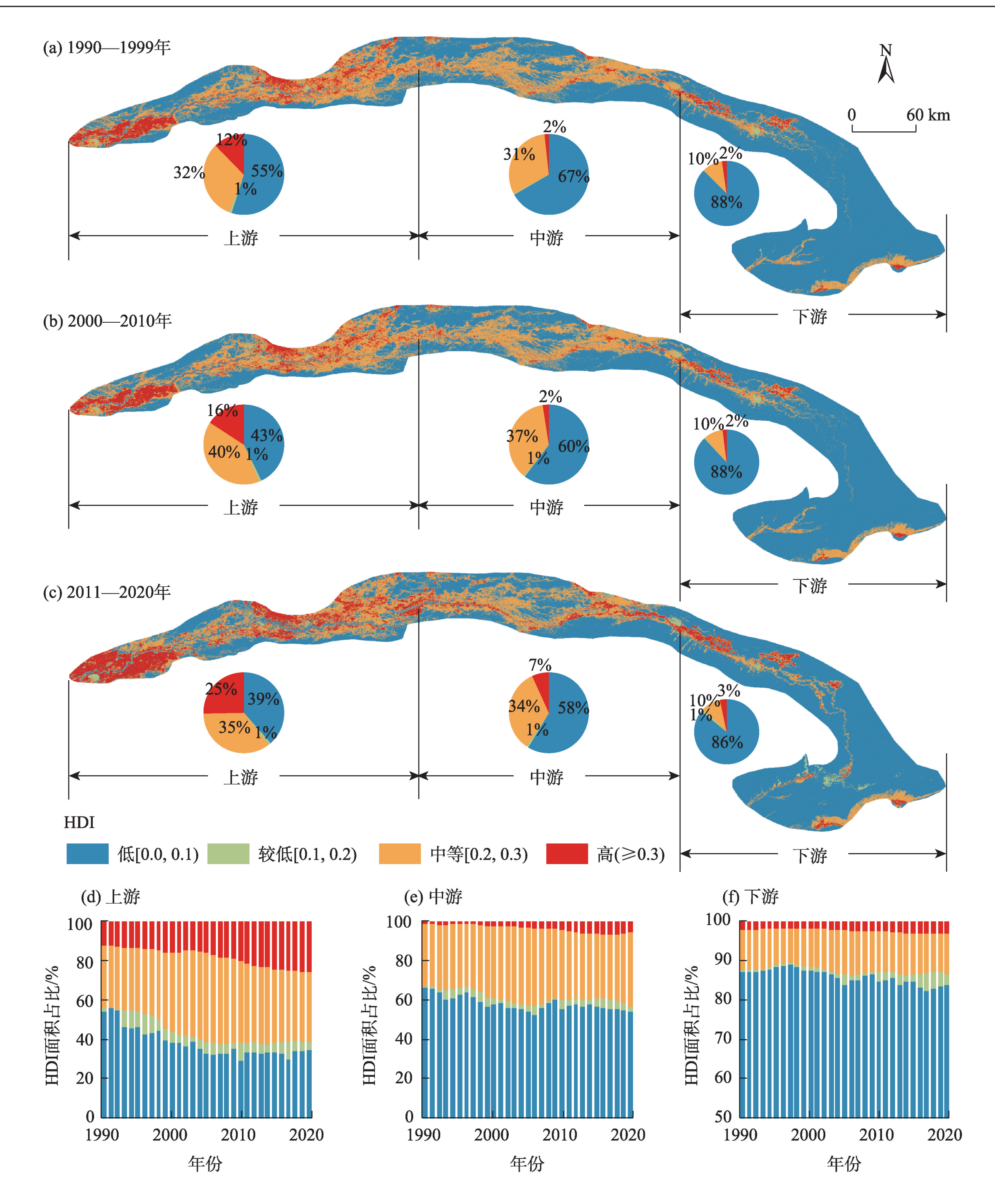


图4　塔里木河干流人类干扰指数(HDI)及面积占比

Fig. 4　Human disturbance index and area proportion of the mainstream of Tarim River

变化趋势；将以上3个指标作为驱动因子提出了一种改进的生态系统服务价值计算法，定量解析了上、中、下游生态输水前后4种生态系统服务功能间权衡和协同效应的动态演变关系；分别计算各河段累积生态效益，通过分析变化趋势，对生态输水实践提供指导。

（2）生态输水以来干流有近1/3的区域FVC提升，上游FVC提升面积占比最大，依次是中游和下游。RSEI结果表明干流上游和下游生态状况逐渐好转，中游有下降趋势。HDI结果显示1990—2020年上游和中游人类干扰逐渐增加，下游基本稳定。

（3）干流生态系统服务功能以调节和支持功能

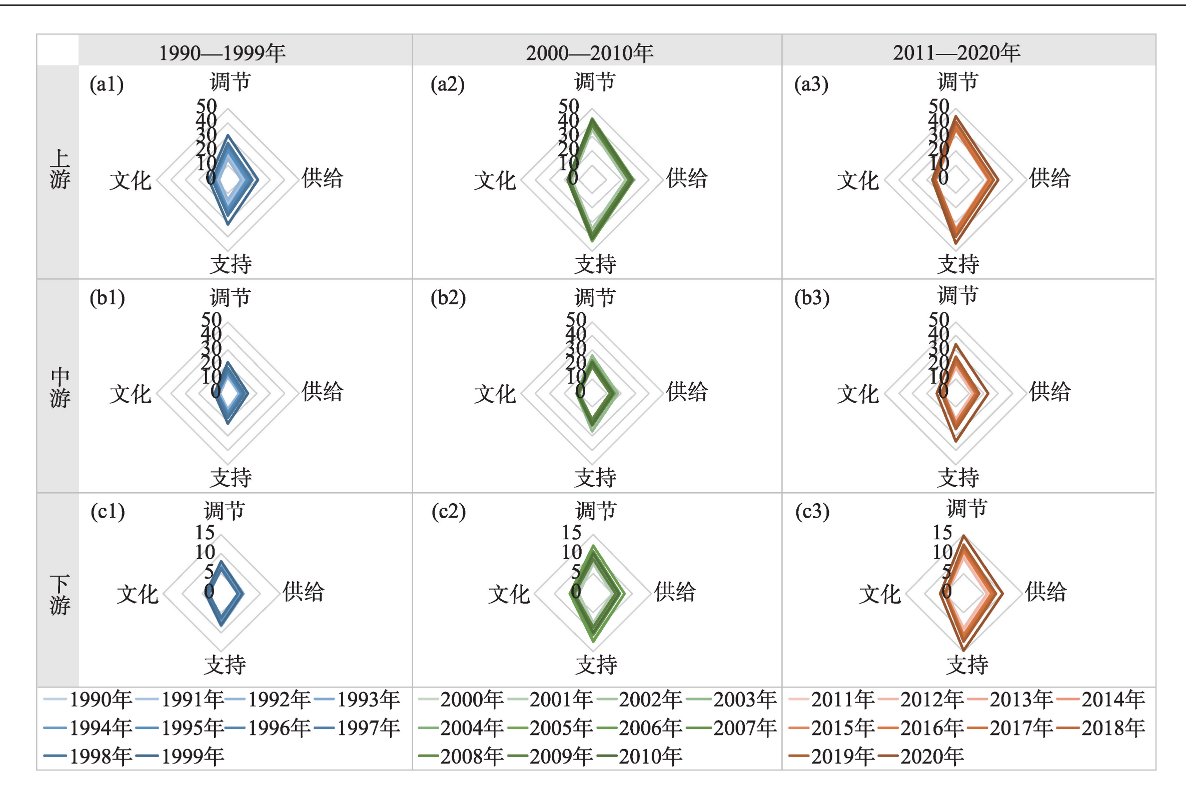


图5 1990—2020年塔里木河干流生态系统服务价值

Fig. 5 Ecosystem services value of the mainstream of Tarim River from 1990 to 2020

注：R^2为决定系数。

图6 塔里木河干流生态效益与径流量

Fig. 6 Ecological benefits and runoff of the mainstream of Tarim River

占主导，调节和支持功能存在协同效应，供给与调节和支持功能之间存在权衡效应。研究发现生态效益遵循“边际效益递减规律”，当累积断面年径流量达到某一阈值后，无法再通过增加输水水量的方式获取更多的生态效益，此时可将上游、中游、下游断面年径流量维持在一定范围，上游不超过42.5× 10^8 m^3，中游不超过21.5× 10^8 m^3，下游不超过3.5× 10^8 m^3。在今后的研究中可以依据生态需水关键期和不同生态功能区的恢复目标，确定不同来水频率下的生态供水轮灌规则。

（4）改进的生态系统服务价值计算法包含了FVC、RSEI、HDI 3个驱动因子，受数据可获得性的限制，没有将土壤含水量、地下水埋深等表征生态系统变化过程的因子考虑在内，可结合研究区域特征与研究需求进一步将其改进。

参考文献（References）

[1] 曹永强, 刘明阳. 基于CiteSpaceV的国内生态工程研究文献可视化分析[J]. 生态学报, 2019, 39(11): 4190-4199. [Cao Yongqiang, Liu Mingyang. Visualization analysis of domestic ecological engineering research literature based on CiteSpaceV[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(11): 4190-4199.]

[2] 曹宇, 王嘉怡, 李国煜. 国土空间生态修复:概念思辨与理论认知[J]. 中国土地科学, 2019, 33(7): 1-10. [Cao Yu, Wang Jiayi, Li Guoyu. Ecological restoration for territorial space: Basic concepts and foundations[J]. China Land Science, 2019, 33(7): 1-10.]

[3] 李玉朋, 陈亚宁, 叶朝霞, 等. 塔里木河下游输水20 a的生态响应[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 700-707. [Li Yupeng, Chen Yaning, Ye Zhaoxia, et al. Ecological responses of ecological water conveyance in the lower reaches of Tarim River for 20 years[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 700-707.]

[4] 李淑娟, 郑鑫, 隋玉正. 国内外生态修复效果评价研究进展[J]. 生态学报, 2021, 41(10): 4240-4249. [Li Shujuan, Zheng Xin, Sui Yuzheng. Research progress of ecological restoration effect evaluation at home and abroad[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(10): 4240-4249.]

[5] UNEP-WCMC and IUCN. Protected Planet Report 2020[EB/OL]. [2023-05-31]. https://livereport.protectedplanet.net/.

[6] 康婷婷, 李增, 高彦春. 西北干旱区山地-绿洲-荒漠系统生态恢复综合效益评估[J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7418-7431. [Kang Tingting, Li Zeng, Gao Yanchun. Effectiveness of ecological restoration in the mountain-oasis-desert system of northwestern arid area of China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(20): 7418-7431.]

[7] Zhang S, Yang D, Yang Y, et al. Excessive afforestation and soil drying on China's Loess Plateau[J]. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 2018, 123(3): 923-935.

[8] Ye L, Fang L, Shi Z, et al. Spatio-temporal dynamics of soil moisture driven by 'Grain for Green' program on the Loess Plateau, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2019, 269: 204-214.

[9] 李陈, 李家祥. 马克思的发展方式观及其对转变经济发展方式的启示[J]. 经济学家, 2013(10): 5-12. [Li Chen, Li Jiaxiang. Marx's view of development mode and its enlightenment to the transformation of economic development mode[J]. Economist, 2013(10): 5-12.]

[10] 廖淑敏, 薛联青, 陈佳澄, 等. 塔里木河生态输水的累积生态响应[J]. 水资源保护, 2019, 35(5): 120-126. [Liao Shumin, Xue Lianqing, Chen Jiacheng, et al. Cumulative ecological response of ecological water transmission in Tarim River[J]. Water Resources Protection, 2019, 35(5):120-126.]

[11] 何理, 李恒臣, 赵文仪, 等. 水系连通工程综合效应评价体系研究——以“引江济巢”工程为例[J]. 水资源与水工程学报, 2021, 32(4): 1-6. [He Li, Li Hengcheng, Zhao Wenyi, et al. Study on comprehensive effect evaluation system of water system connection projects: A case study of the Yangtze River to Chaohu Lake Water Diversion Project[J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2021, 32(4): 1-6.]

[12] Ling H, Yan J, Guo B, et al. Evaluation of water and land exploitation based on the ecosystem service value in a hyper-arid region with intensifying basin management[J]. Land Degradation & Development, 2019, 30(18): 2165-2176.

[13] 王效科, 杨宁, 吴凡, 等. 生态效益及其特性[J]. 生态学报, 2019, 39(15): 5433-5441. [Wang Xiaoke, Yang Ning, Wu Fan, et al. Ecological benefit and its characteristics[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(15): 5433-5441.]

[14] 王希义, 彭淑贞, 徐海量, 等. 大型输水工程的生态效益与社会经济效益评价——以塔里木河下游为例[J]. 地理科学, 2020, 40(2): 308-314. [Wang Xiyi, Peng Shuzhen, Xu Hailiang, et al. Evaluation of ecological and social-economic benefits of large water conveyance projects: A case study on the lower reaches of the Tarim River[J]. Scientia Geographica Sinica, 2020, 40(2): 308-314.]

[15] 李丽, 王心源, 骆磊, 等. 生态系统服务价值评估方法综述[J]. 生态学杂志, 2018, 37(4): 1233-1245. [Li Li, Wang Xinyuan, Luo Lei, et al. A systematic review on the methods of ecosystem services value assessment[J]. Chinese Journal of Ecology, 2018, 37(4): 1233-1245.]

[16] 张帅, 汪洋, 夏婷婷, 等. 塔里木河生态输水条件下土地利用/覆被变化对生态系统服务价值的影响[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 739-749. [Zhang Shuai, Wang Yang, Xia Tingting, et al. Effects of land use/cover change on ecosystem service value under the ecological water conveyance of Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 739-749.]

[17] 吝静, 赵成义, 马晓飞, 等. 基于生态系统服务价值的塔里木河干流土地利用结构优化[J]. 干旱区研究, 2021, 38(4): 1140-

1151. [Lin Jing, Zhao Chengyi, Ma Xiaofei, et al. Optimization of land use structure based on ecosystem service value in the mainstream of Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(4): 1140-1151.]

[18] 白元, 徐海量, 凌红波, 等. 塔里木河干流区土地利用与生态系统服务价值的变化[J]. 中国沙漠, 2013, 33(6): 1912-1920. [Bai Yuan, Xu Hailiang, Ling Hongbo, et al. Analysis on land use changes and ecosystem services value in the area along the Tarim River[J]. Journal of Desert Research, 2013, 33(6): 1912-1920.]

[19] 邓铭江, 周海鹰, 徐海量, 等. 塔里木河下游生态输水与生态调度研究[J]. 中国科学: 技术科学, 2016, 46(8): 864-876. [Deng Mingjiang, Zhou Haiying, Xu Hailiang, et al. Research on the ecological operation in the lower reaches of Tarim River based on water conveyance[J]. Scientia Sinica (Technologica), 2016, 46(8): 864-876.]

[20] 邓铭江, 周海鹰, 徐海量, 等. 塔里木河干流上中游丰枯情景下生态水调控研究[J]. 干旱区研究, 2017, 34(5): 959-966. [Deng Mingjiang, Zhou Haiying, Xu Hailiang, et al. Regulation of ecological water volume under high- or low-flow in the mainstream area of the Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2017, 34(5): 959-966.]

[21] Hu R, Wang Y, Chang J, et al. Coupling water cycle processes with water demand routes of vegetation using a cascade causal modeling approach in arid inland basins[J]. Science of the Total Environment, 2022, 840: 156492, doi:10.1016/j.scitotenv.2022.156492.

[22] 付爱红, 程勇, 李卫红, 等. 塔里木河下游生态输水对荒漠河岸林生态恢复力的影响[J]. 干旱区地理, 2021, 44(3): 620-628. [Fu Aihong, Cheng Yong, Li Weihong, et al. Effects of ecological water conveyance on ecological resilience of desert riparian forests in the lower reaches of Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(3): 620-628.]

[23] 邓铭江, 黄强, 畅建霞, 等. 大尺度生态调度研究与实践[J]. 水利学报, 2020, 51(7): 757-773. [Deng Mingjiang, Huang Qiang, Chang Jianxia, et al. Large-scale ecological operation research and practice[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2020, 51(7): 757-773.]

[24] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.

[25] Xu H, Wang M, Shi T, et al. Prediction of ecological effects of potential population and impervious surface increases using a remote sensing based ecological index (RSEI)[J]. Ecological Indicators, 2018, 93: 730-740.

[26] 贡璐, 张海峰, 安尼瓦尔·阿木提, 等. 干旱区内陆河流域典型绿洲土地利用格局变化中的人为影响空间分异研究[J]. 干旱区地理, 2009, 32(4): 585-591. [Gong Lu, Zhang Haifeng, Amuti Aniwar, et al. Spatial difference analysis of land use change and human impact in typical oasis in arid land[J]. Arid Land Geography, 2009, 32(4): 585-591.]

[27] Costanza R, D'arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.

[28] 谢天明. 气候变化对塔河干流生态水文过程影响研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2018. [Xie Tianming. Study on the influence of climate change on the ecological hydrological process of Tarim River mainstream[D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2018.]

[29] 王希义, 徐海量, 凌红波, 等. 生态输水对塔里木河下游植被恢复价值的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2017, 35(4): 160-166. [Wang Xiyi, Xu Hailiang, Ling Hongbo, et al. Effects of ecological water conveyance on recovery value of vegetation in the lower reaches of Tarim River[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2017, 35(4): 160-166.]

[30] 吴玉琴, 李玉凤, 刘红玉, 等. 水文连通度对湿地生态系统服务功能影响综述[J]. 南京师范大学学报(工程技术版), 2020, 20(1): 57-65. [Wu Yuqin, Li Yufeng, Liu Hongyu, et al. The impact of hydrological connectivity on wetland ecosystem service function: Current progresses and research gaps[J]. Journal of Nanjing Normal University (Engineering and Technology Edition), 2020, 20(1): 57-65.]

[31] 邓铭江. 塔里木河生态输水与生态修复研究与实践[J]. 中国水利, 2022(19): 29-32. [Deng Mingjiang. Research and practice of ecological water transport and ecological restoration in Tarim River[J]. China Water Resources, 2022(19): 29-32.]

Ecosystem variation and ecological benefits analysis of the mainstream of Tarim River

HU Ruiyuan, CHANG Jianxia, GUO Aijun, WANG Yimin

(State Key Laboratory Base of Eco-hydraulic in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, Shaanxi, China)

Abstract: In this study, remote sensing ecological indices such as vegetation coverage, remote sensing ecological index, and human disturbance index were extracted from 1990 to 2020 to reflect the evolution trend of ecological status before and after the implementation of the ecological water conveyance project of Tarim River. Taking remote sensing ecological indices as driving factors, an improved ecosystem service value calculation algorithm was proposed to quantify the ecosystem service value of provisioning, regulating, supporting, and cultural functions and to analyze the dynamic evolution relationships between trade-offs and synergistic effects among the functions. Cumulative ecological benefits from 1990 to 2020 were estimated. The results showed that the ecological condition of approximately 1/3 of the mainstream of the Tarim River had improved because of the implementation of the ecological water conveyance project. The proportion of lower, medium, higher, and high vegetation coverage increased by 17%, 5%, 2%, and 2.9%, respectively. The results of the ecosystem service value calculation showed that the ecosystem service value of the upstream increased and then stabilized, whereas that of the midstream and downstream increased, decreased, and then increased again, indicating a period of lag in the midstream and downstream in response to the ecological water conveyance and was significantly affected by the amount of incoming water. There was a synergistic effect between the regulating and supporting functions and a trade-off effect between the provisioning function and the regulating and supporting functions. Cumulative ecological benefits after 2010 followed the "marginal benefit decreasing law". Accordingly, for ecological restoration, the annual runoff should not exceed 42.5×10^8 m^3 upstream, 21.5×10^8 m^3 midstream, and 3.5×10^8 m^3 downstream. This study can provide scientific guidance for optimizing the allocation of ecological water quantity.

Key words: ecological water conveyance project; ecosystem service; ecological benefits; Tarim River